

Seguiment poblacional del conill de camp (*Oryctolagus cuniculus*), llebre (*Lepus granatensis*) i perdiu roja (*Alectoris rufa*) a Mallorca

Maria MUÑOZ¹, Cosme PROHENS², Catalina Maria RAYÓ¹, Àngel GARCÍA¹, Francisco Javier VIDAL¹, Miquel NOLLA¹, Catina ALOMAR¹, Joana M. BARCELÓ¹, Margalida BERNAT¹, Elisa ROLDÁN¹, Antoni BARCELÓ³ i Bartomeu SEGUÍ¹



SOCIETAT D'HISTÒRIA
NATURAL DE LES BALEARS



Consell de
Mallorca

■ Departament de
Desenvolupament Local

Muñoz, M., Prohens, C., Rayó, C.M., García, À., Vidal, F.J., Nolla, M., Alomar, C., Barceló, J.M., Bernat, M., Roldán, E., Barceló, A. i Seguí, B. 2019. Seguiment poblacional del conill de camp (*Oryctolagus cuniculus*), llebre (*Lepus granatensis*) i perdiu roja (*Alectoris rufa*) a Mallorca. In: Pons, G.X., Barceló, A., Muñoz, M., del Valle, L. i Seguí, B. (editors). Recerca i gestió dins l'àmbit cinegètic. Mon. Soc. Hist. Nat. Balears, 28: 65-88. ISBN 978-84-09-11001-8.

Des de l'any 2006 es realitzen seguiments poblacionals d'espècies cinegètiques a l'illa de Mallorca, i a partir del 2012 es disposa d'una sèrie temporal per al conill europeu (*Oryctolagus cuniculus*), perdiu roja (*Alectoris rufa*) i llebre ibèrica (*Lepus granatensis*) basada en una metodologia estandarditzada i adaptada a les possibilitats de treball de camp del Servei de Caça del Consell de Mallorca. Es comparen densitats estimades amb una adaptació del mètode d'Emlen i amb Distance Sampling a 4 comarques cinegètiques amb hàbitats adequats per a les espècies indicades, i els resultats de transectes oferint IKA. Els dos primers mètodes esmentats ofereixen dades consistents entre ells i útils de cara a la gestió. Durant la sèrie temporal estudiada es detecten poblacions molt altes de perdiu i de llebre. El conill presenta poblacions baixes tot i l'aparició puntual de repunts demogràfics, i es fa palès l'impacte de malalties com l'RHD.

Paraules clau: *estimes poblacionals, conill, Oryctolagus cuniculus, llebre Lepus granatensis, perdiu roja, Alectoris rufa, caça, Mallorca, gestió cinegètica.*

POPULATION MONITORING OF THE RABBIT (*ORYCTOLAGUS CUNICULUS*), HARE (*LEPUS GRANATENSIS*) AND RED PARTRIDGE (*ALECTORIS RUFA*) IN MALLORCA. Since 2006, population monitoring of game species has been carried out on the island of Mallorca, and since 2012 a time series has been available for the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*), Red-legged partridge (*Alectoris rufa*) and Iberian hare (*Lepus Granatensis*) based on a standardized and adapted methodology to the possibilities of field work of the Hunting Service of the Council of Majorca. Estimated densities are compared with an adaptation of the Emlen method and with Distance Sampling to 4 hunting regions with suitable habitats for the indicated species, and IKA transect results are offered. The two aforementioned methods offer consistent data among them and useful for game management. During the studied time series very high populations of partridge and hare are detected. The rabbit presents low populations in spite of punctual appearance of demographic upturns, and the impact of diseases like the RHD becomes patent.

Keywords: *Population estimates, European rabbit, Oryctolagus cuniculus, Iberian hare Lepus granatensis, red-legged partridge, Alectoris rufa, , hunting, Majorca, hunting management.*

1 Servei de Caça de la Direcció Insular de Cooperació Local i Caça del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca. C/General Riera núm. 111. 07010 Palma. Mallorca. serveicinegetic@conselldemallorca.net
 2 Cosme PROHENS. cosmeprohens@gmail.com
 3 Antoni BARCELÓ. barceloadrover@yahoo.es

Introducció

La inquietud per conèixer de forma fidedigna les abundàncies de les espècies animals es remunta a l'antiguitat, i es documenta, per exemple, en el llegat d'Aristòtil. A dia d'avui el problema roman en part irresolt, tot i ser un condicionant elemental en la planificació dels aprofitaments cinegètics i d'interès en molts de camps de la gestió ambiental.

Tant els models clàssics d'estima poblacional basats en transecte (Emlen, Eberhard, transecte finès...; vegeu, per exemple, Telleria, 1986) com els moderns programes com Distance Sampling (Thomas *et al.*, 2010) solen partir d'una metodologia de recollida de dades de camp, premisses teòriques i assumpcions comunes. Determinades assumpcions, però, no sempre es compleixen en condicions de camp (Álvarez, 1988), no sempre es poden verificar i depenent, entre altres factors, de l'entorn natural de les espècies a estudiar i del seu comportament, es poden obtenir resultats poc representatius del cens real (Prohens i Seguí, 2013).

Entre les principals limitacions tècniques a tenir en compte quant als resultats del mostreig directe per detecció visual dels individus es troben la distribució heterogènia d'aquests, la cobertura del terreny, els errors i variabilitat introduïdes per l'observador, l'efecte fugida dels animals, les tasques i el moment del cicle agrícola, i condicions meteorològiques, entre altres. Prohens i Seguí (2013) realitzaren una anàlisi comparativa de les dades de conill, perdiu, i llebre obtingues pel Servei de Caça del Consell de Mallorca a partir de la campanya de seguiment poblacional de l'any 2012. Tractaren dades obtingudes a partir de transecte amb bandes de conteig amb els mètodes d'Emlen, d'Eberhard, el Distance 5.0, i una variant simple basada en el mètode d'Emlen (1977) que anomenaren "mètode truncat". Es posaren de relleu discrepàncies importants entre els resultats obtinguts segons del mètode de tractament, per a unes mateixes dades de camp. El tractament amb Distance 5.0 i amb el mètode "truncat" oferiren els resultats més similars entre ells, essent el darrer conceptualment senzill i considerat com el que millor s'adaptava a les característiques del terreny (*op. cit.*). Colket i Church (2005) han efectuat comparances similars entre mètodes inclòs el Distance i varen arribar a conclusions semblants.

El mètode "truncat" es considerarà adequat a les limitacions del tipus de mostreig durant les campanyes d'estima poblacional d'espècies cinegètiques del Servei de Caça, qui realitza recomptes d'espècies cinegètiques de caça menor des del 2007, inicialment centrats en perdiu (*Alectoris rufa* Linnaeus, 1758), conill de camp (*Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758), i llebre (*Lepus granatensis* Rosenhauer, 1856). Des de llavors ençà s'ha revisant tant el nombre i situació dels transectes a partir tant les particularitats territorials cinegètiques de les zona d'estudi (Barceló i Seguí, 2015) com la metodologia de presa de dades. Així, el 2012, s'establí la periodicitat bianual en els mostrejos realitzats pel Servei de Caça del Consell de Mallorca i una comarcalització cinegètica (Barceló, 2015; Barceló *et al.*, 2018). Posteriorment, s'ha incorporat una nova espècie, la guàtlera (*Coturnix coturnix*), si bé aquesta s'estudia amb un protocol diferenciat i amb uns objectius particulars (Rodríguez-Teijeiro *et al.*, 2010; 2018; Sardà-Palomera *et al.*, 2012; veure els resultats de Mallorca en Rodríguez-Teijeiro *et al.*, 2019, en aquesta monografia).

El present article es centra en la sèrie temporal d'abundàncies de perdiu, conill i llebre des del 2012 fins al 2018 a Mallorca, la més fiable disponible fins ara. En cobrir els

períodes pre- i post-reproductors de tres espècies cinegètiques dins l'interval temporal, permet algunes aproximacions a la seva evolució demogràfica recent.

Material i mètodes

Disseny de la distribució territorial de la presa de dades

El 2012, 2014, 2016 i 2018 s'han realitzat transsectes a 37 indrets de l'illa de Mallorca repartits en les comarques cinegètiques primerament descrites per Barceló (2015) i després revisades per Barceló *et al.* (2018) (Fig. 1), amb esforços de mostreig proporcionals, inicialment, a l'extensió de cada una d'elles. El percentatge de superfície de cada comarca mostrejada el 2016 i endavant és el que segueix: 1,2% *Marines, serres, i pla*, 1,3 % *Sa Marina*, 0,13% *Garrigues i Puigs*, i 0,43 % *Palma*. La comarca de *Muntanya*, mostrejada en un 0,15 % de la seva superfície, ha ofert presència testimonial de les espècies objecte de seguiment i s'ha exclòs del present treball. Les comarques *Albufera* i *Conca Septentrional* no s'han mostrejat atès que és un ecosistema humit en el primer cas i, en el segon, per tractar-se de tres unitats geogràficament separades de prat i pre-albufera altament rururbanitzades i antropitzades (Barceló *et al.*, 2018).

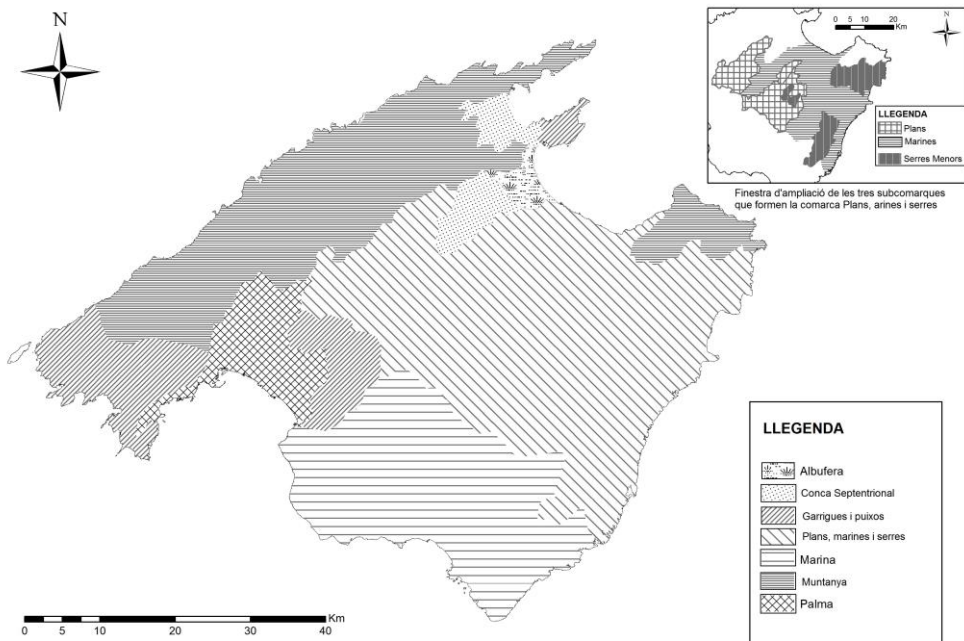


Fig. 1. Comarques cinegètiques a l'illa de Mallorca (a partir de Barceló *et al.*, 2018).

Fig. 1. Hunting regions in Majorca (from Barceló *et al.*, 2018).

Els transsectes foren escollits cercant la major representativitat dins cada comarca a partir de la definició geogràfica de cada una d'elles. El criteri de representativitat, combinat amb el de facilitat d'accés, ha primat per sobre del criteri d'igualtat de superfície mostrejada entre comarques, resultant clau per aquests objectius l'estructura territorial dels vedats

(veure Barceló i Seguí, 2015: pàg. 227-228). Alguns transsectes o trams de transsecte representatius s'han hagut de suprimir per la manca de garanties d'accés continuat en el temps, el que també ha suposat una limitació de cara a mostrejar la comarca *Conca Septentrional* esmentada al paràgraf anterior.

La Taula 1 llista els transsectes corresponents a cada localitat, amb un total de 281,7 km. Cada transsecte és mostrejat bianualment 4 vegades: matí i nit en el període pre-reproductor (post-caça; febrer-abril), i matí i nit en el post-reproductor (pre-caça; juny-agost), el que suposa prop de 1150 km anuals de mostreig.

	ha	TRANSECTE	longitud	superfície de la comarca
Marines, Serres i Pla	138645,31	Son Ramis (Inca)	7535	1,20
		Son Joan Arnau (Sineu)	3270	
		Son Vanrell (Sineu)	3090	
		Son Real (Sta Margalida)	5355	
		Binicaubell (Sta Margalida-Petra)	6995	
		Son Suau (Manacor)	13000	
		Son Bandrís (Manacor)	5640	
		Petra-Ariany	12150	
		Ca'n Alou (Felanitx)	2695	
		Carrossa (Artà)	5070	
		Justaní (Felanitx-Manacor)	8510	
		Son Valls (Felanitx)	5780	
		S.C. Vilafranca	8510	
		Es Figueras (S.C.Campos)	5325	
		Son Mesquida (Felanitx)	11565	
		Mainou (Consell)	6545	
		Socabí (Sencelles-S.C.Biniali)	5990	
		Son Seguí (Sta Maria)	2550	
		S.C. Sant Joan	9135	
		Els Calderers (Sant Joan)	5215	
		S'Horta (Felanitx)	6560	
Sa Marina	70635,85	Pocafarina (Sant Llorenç)	7990	1,27
		Son Nadal (Manacor-Felanitx)	11375	
		Son Prohens (Felanitx)	6340	
		Alcoraya (Montuïri)	8385	
		Capocorb (Llucmajor)	3730	
		Cap Blanc (Llucmajor)	4505	
		Solleric (Llucmajor)	4020	
		S.C. Ses Salines	12045	
		Rafal Bonico (Ses Salines)	12100	
		Son Verí (Llucmajor)	6675	
		Son Mendívil (Llucmajor)	6355	
		Rafal des Porcs (Santanyí)	14740	
		Ses Àguiles	5870	
Muntanya	86172,53	Es Tast/Son Lluís (Porreres)	11160	0,15
		Massís d'Artà/Parc de Llevant (Artà)	6005	
		Monnaber Nou (Campanet)	1910	
Garrigues	34076,62	Binibona (Selva)	5200	0,13
Palma	18886,00	Xorrigo (Palma)	4555	0,44
		Es Cabàs/Son Sureda (Sta Maria-	8260	

Taula 1. Comarques cinegètiques i transsectes geo-referenciats corresponents a cada localitat, amb la seva llargària (m), amb un total de 281,7 km.

Table 1. Georeferenced line transects in each hunting region considered, with its length (m), for a total of 281,7 km.

Presa de dades

Els transsectes es cobreixen en vehicle tot terreny equipat amb un focus de llum halògena que permet una bona visibilitat fins als 100 m. La velocitat mitjana del vehicle és de 10 km/h. El recompte de les diferents espècies el realitzen dues persones durant els transsectes de matinada i tres persones durant els de nit. La presa de dades a la nit es realitza a partir d'aproximadament 45 min després de la posta de Sol, devers les 20:00 h durant l'hivern i les 22:00 h en l'estiu, i s'estén fins a les 23:00-01:00 h, moments de màxima activitat en les llebres (Hansen, 1995; Duarte, 2000) i del conill (Villafuerte *et al.*, 1993). De matí es treballa des d'aproximadament 45 minuts abans de la sortida del sol fins a les 9:00-11:00 h, moments de màxima detecció de la perdiu (Lucio, 1989; Fortuna, 2001; Jakob i Ponce-Boutin, 2013).

La detecció de cadascun dels exemplars de conill, llebre i perdiu, a una sola banda del vehicle, incloent la pròpia línia de progressió, és anotada amb la distància perpendicular a la línia de progressió fins als 100 m de distància. La banda es va fixar a 20 m a partir del 2016, en reduir-se l'efecte fugida, i les observacions dels anys 2012 i 2014 sobre bandes de 10 m s'han reagrupat en 5 bandes de 20 m cada una per al tractament de dades.

A cada observació s'afegeix el tipus de medi: A, B, o C que representa el tipus de cobertura vegetal a l'entorn de cada espècie estudiada, com s'indica a la Taula 2.

Encara que es recullen dades de conill, perdiu, i llebre tant al matí com a la nit, per el seu processament només s'han utilitzat les nocturnes pel conill i llebre, i les del matí per a la perdiu, d'acord amb la seva activitat biològica i consegüent major nombre d'observacions.

MEDI	CARACTERÍSTIQUES
A	recobriments baix o nul (< 10 cm) que permeti veure clarament un conill, llebre o perdiu: camps llaurats, rostolls baixos o molt poc densos, etc., o vegetació igual de baixa combinada amb garriga i/o prats alts sempre que aquests ocupin menys del 25 % de la superfície.
B	recobriments mitjà (10-20 cm), entre A i C, o vegetació menor de 20 cm combinada amb vegetació alta sempre que aquesta ocupi entre el 25 i el 50% de l'hàbitat.
C	recobriments alt (> 20 cm) que tapi totalment l'animal, com camps de cereals, pradells alts, garriga compacta, bosc, etc., en més del 50% de la superfície.

Taula 2. Tipus de medi quant a la detectabilitat (A, B, o C) a partir del tipus de cobertura vegetal.

Table 2. Types of media (A, B or C) for species detection depending on vegetation cover.

Tractament de les dades

La mesura de l'abundància s'ofereix amb l'indicador relatiu IKA (Índex Quilomètric d'Abundància), així com amb l'estima de la densitat de cada espècie. La densitat es defineix com a nombre d'individus per determinada superfície ($D=n/Lw$, a on D =densitat, n = nombre de deteccions, L =longitud de transsecte, i w = amplada del transsecte) i es presenta com individus/ha. L'anàlisi de les dades es basa en que la probabilitat de detecció disminueix amb la distància perpendicular al recorregut o respecte a l'observador. Les distàncies perpendiculars a les quals són observats els animals s'empren per modelar i analitzar la funció de detecció. S'assumeix que la detecció a la línia de progressió és del 100%, que les observacions es detecten a la posició inicial (o que l'efecte fugida es minimitza a la primera banda), i que les mesures són precises.

Quant al mètode elegit pel tractament de dades s'ha optat per l'anàlisi amb el programa informàtic Distance i l'ús del mètode truncat (Prohens i Seguí, 2013).

Les estimes de densitat i el creixement de les poblacions estimat amb els dos mètodes s'ha testat estadísticament amb una anàlisi de variància d'un factor (ANOVA) amb un "Post

Hoc HSD Tukey" si pertoca, amb les eines per l'anàlisi de dades del programa informàtic "IBM SPSS". La normalitat de les dades s'ha explorat amb gràfiques "PPlot, Q-Q Normal" i testat amb la prova de Kolmogorov-Smirnov. L'homogeneïtat de les variàncies entre els grups s'ha estimat amb l'estadístic de Levene, amb el mateix software. En els casos en què les dades no complien les condicions de normalitat i homoscedasticitat per a la comparança es va utilitzar l'estadístic no paramètric Kruskal-Wallis. Per realitzar les anàlisis s'han considerat les comarques com a rèpliques dins un mateix any, període de cens i espècie, per tal d'incrementar el nombre de dades per a l'anàlisi i fer-la més robusta; ara bé, la consideració de les comarques com a rèpliques té implicacions de cara a interpretar els resultats, que es discuteixen en l'apartat corresponent. De cara a una comparativa més fina i per tal d'eliminar la variabilitat aliena al mètode d'estima, s'ha fet una anàlisi per transectes considerant-los mostres dependents en la comarca Marínes, serres i pla els anys 2016 i 2018, pel cas del conill. S'ha escollit aquesta comarca i aquests anys per la idoneïtat del medi per a l'espècie, i per disposar de més observacions. S'ha usat la prova de T i la prova dels rangs Wilcoxon com a test no paramètric.

En alguns casos, per tal d'estudiar la relació entre dues variables considerades, s'ha usat una anàlisi de correlació de Pearson.

Mètode Truncat

Per tal de defugir de la feblesa de coeficients de detectabilitat estimats a partir de poques dades (Burnham *et al.*, 1980; Fortuna, 2001) s'ha partit de totes les observacions de tots els transectes per calcular, *a priori*, el coeficient de detecció (d'ara endavant CD) l'any 2012 per cada tipus de medi i espècie seguint la metodologia clàssica d'Emlem (1977), el que suposa l'assumpció addicional de que el CD ha de ser constant dins cada medi i per a cada espècie, amb independència de la comarca i del període temporal d'estudi. El 2012 i 2014 s'avaluà la proporció de medi A, B, o C a cada transecte, el que permet l'estratificació del tractament de dades que s'ha mantingut en anys posteriors. Per evitar la distorsió ocasionada per CDs molt baixos, s'exclouen dels càlculs les bandes amb $CD \leq 0,15$. Aquest truncament escurça l'amplada dels transectes, especialment als medis de major cobertura vegetal. Seguidament es calcula l'error mínim de banda (emb) i l'error màxim de banda (EMB) assumint conceptes elementals com ara: 1) el nombre d'observacions efectuades és el mínim absolut i real d'individus presents 2) l'emb és l'error que comet l'observador en deixar de contar un ítem (individu) i es calcula com a l'invers del CD mig per a cada banda amb $CD > 0,15$; 3) l'EMB és l'error acumulat en deixar de contar 1 individu a totes les bandes i és el sumatori dels emb de cada banda. Finalment les dades s'ofereixen per a cada espècie, període pre o post-reproductor i comarca, aportant la densitat estimada (D) corresponent a la mitjana ponderada dels tres tipus de medi; densitat estimada amb emb (D emb) i densitat estimada amb EMB (D EMB).

Distance

L'anàlisi de dades s'ha realitzat també amb el software "Distance" versió 6.2 (Thomas *et al.*, 2003; Buckland *et al.*, 2004). La clau d'aquesta anàlisi és ajustar la funció de detecció a partir de les observacions registrades, amb l'objectiu de descriure la pèrdua de detectabilitat amb la distància a l'observador, i utilitzar aquesta funció per estimar els individus que no han estat detectats durant el cens. La probabilitat de detecció d'un individu en la línia de transecte és igual a 1 quan els individus es troben sobre la línia, però a partir d'aquesta distància la probabilitat disminueix. Una suposició clau d'aquest mètode és que tots els animals són detectats a la seva ubicació inicial, i que la distància d'observació és exacta; tant el moviment dels animals, com la seva distribució, pot causar un biaix substancial.

La funció utilitzada ha estat la Half-normal cosine i s'ha realitzat una anàlisi per defecte, un truncat a 80 m i un truncat a 100 m. En cada cas, la selecció del millor model matemàtic s'ha fonamentat en el valor de l'AIC (*Akaike's Information Criterion*) més petit (Buckland *et al.*, 2004); L'AIC no és un test i no realitza contrast d'hipòtesi; és una eina exploratòria que resulta d'utilitat per seleccionar el millor model dins d'un conjunt d'aquests obtinguts amb les mateixes dades, tractades amb la mateixa complexitat de paràmetres. Així, tots els models han de ser calculats utilitzant la mateixa variable depenent i truncament a igual distància; s'assumeixen idèntiques distribucions, estructura d'errors i variàncies d'ells.

Per al càlcul de la densitat s'ha tingut en compte l'estratificació del medi introduint els medis A, B i C com a nou paràmetre. Per a la comparativa amb el mètode truncat s'han seleccionat els resultats obtinguts amb Distance amb truncament de les dades a 80 m, per ser els que han generat valors amb menor AIC.

Resultats

La Fig. 2 presenta els valor de l'IKA (ind/km) dels períodes pre i post-reproductors durant la sèrie temporal 2012-2016, per al conill, la perdiu i la llebre, en les quatre comarques cinegètiques principals de l'illa de Mallorca per a les espècies estudiades.

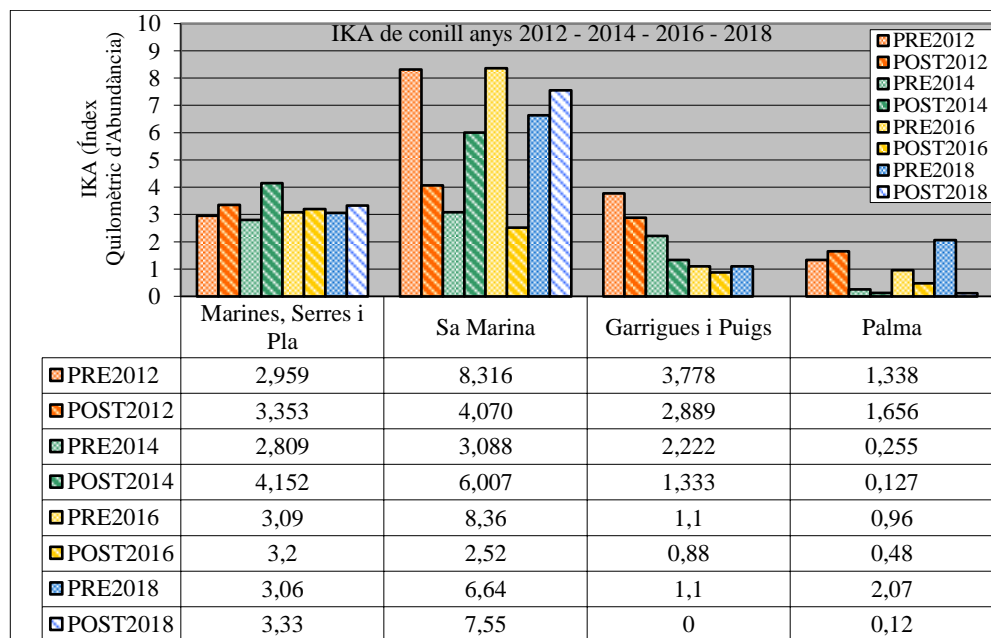
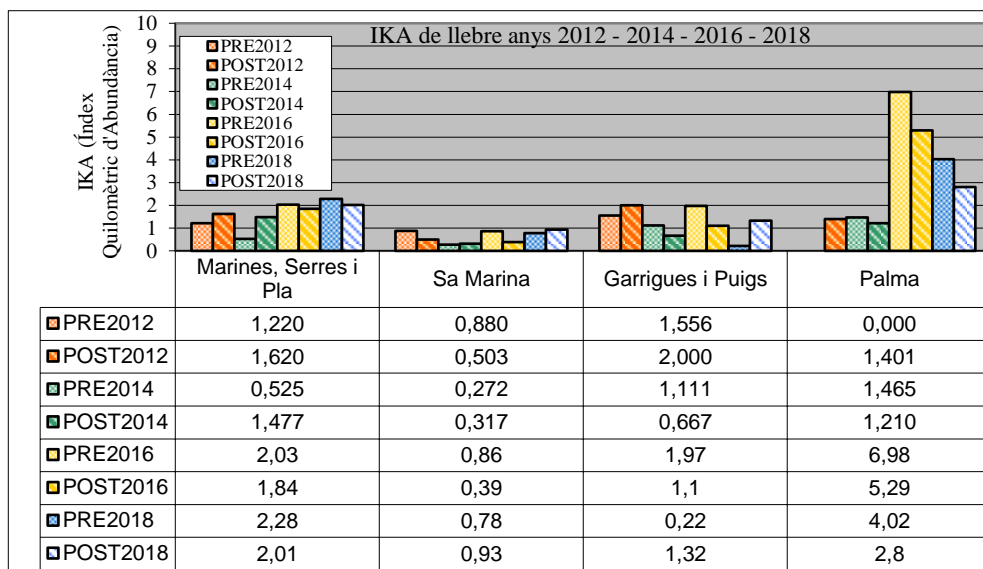
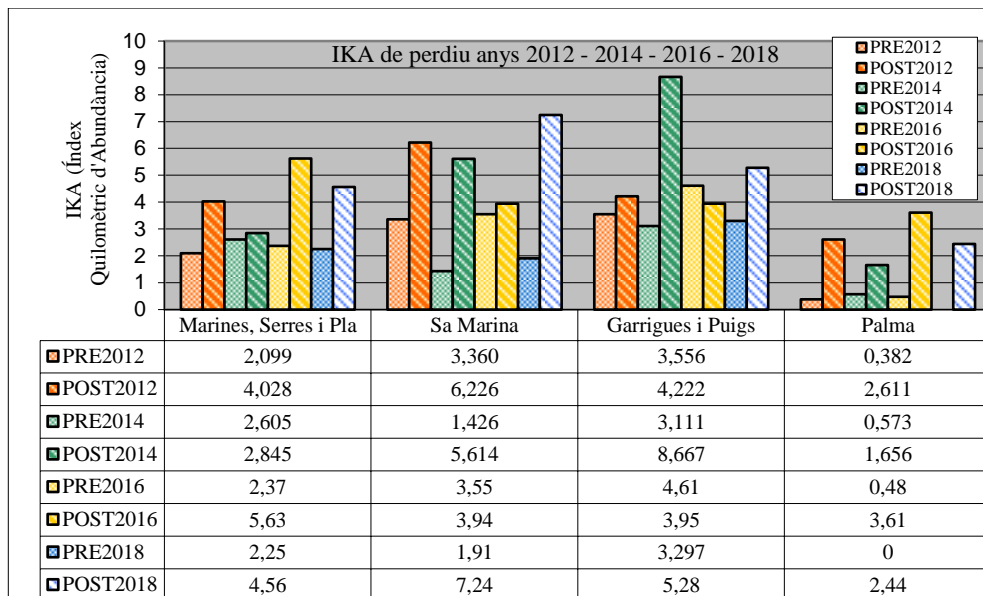


Fig. 2. Representació gràfica de l'IKA pre i postreproductor per a les tres espècies estudiades durant la sèrie temporal 2012-2018.

Fig. 2. Graphical representation of the IKA pre and postreproductor for the three species studied during the temporary series 2012-2018.



(continuació) **Fig. 2.** Representació gràfica de l'IKA pre i postreproductor per a les tres espècies estudiades durant la sèrie temporal 2012-2018.

(continuation) **Fig. 2.** Graphical representation of the IKA pre and postreproductor for the three species studied during the temporary series 2012-2018.

Les taules 3 i 4 llisten comparativament les densitats estimades (D), les densitats amb l'emb (D emb) i les densitats amb l'EMB (D EMB), en ind/ha, obtingudes amb el mètode truncat, amb els ofertes pel Distance Sampling truncant a 80 i a 100 m, per a les tres

DENSITATS ESTIMADES (invidus/hectàrea) OBTINGUES PER MÈTODE TRUNCAT I DISTANCE SAMPLING PEL PERÍODE PRE-REPRODUCTOR ANY 2016													
Marines Serres i Pla	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 564			N= 557		N= 420			N= 415		N= 295		
	0,43	0,56	1,09	0,324	0,326	0,37	0,50	1,00	0,59	0,59	0,29	0,40	0,84
Sa Marina	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 774			N= 766		N= 289			N= 279		N= 72		
	1,13	1,40	2,45	2,51	1,98	0,52	0,67	1,25	1,69	1,61	0,11	0,18	0,44
Garrigues i Puigs	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 5			N= 5		N= 21			N= 21		N= 9		
	0,11	0,19	0,51	0,26	0,27	0,71	0,91	1,73	1,37	1,34	0,22	0,33	0,77
Palma	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 8			N= 8		N= 4			N= 4		N= 58		
	0,10	0,15	0,35	0,12	0,15	0,05	0,09	0,27	0,34	0,32	1,02	1,27	2,23
DENSITATS ESTIMADES (invidus/hectàrea) OBTINGUES PER MÈTODE TRUNCAT I DISTANCE SAMPLING PEL PERÍODE POST-REPRODUCTOR ANY 2016													
Marines Serres i Pla	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 647			N= 640		N= 974			N= 937		N= 286		
	0,40	0,53	1,04	1,11	0,874	1,10	1,37	2,45	1,86	1,89	0,24	0,34	0,75
Sa Marina	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 275			N= 275		N= 406			N= 404		N= 26		
	0,46	0,59	1,11	1,39	1,38	0,67	0,84	1,54	1,43	1,47	0,09	0,15	0,39
Garrigues i Puigs	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 5			N= 5		N= 18			N= 18		N= 5		
	0,13	0,21	0,55	0,38	0,38	0,53	0,70	1,39	0,93	0,93	0,11	0,19	0,54
Palma	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 4			N= 4		N= 30			N= 30		N= 44		
	0,07	0,11	0,29	0,18	0,18	0,68	0,85	1,54	0,47	0,57	0,73	0,91	1,64

Taula 3. Densitats estimades (ind/ha) obtingudes pel mètode truncat i distance amb truncament a 80 i 100 m per les espècies de conill, perdiu i llebre el 2018.

Table 3. Estimated densities (ind / ha) obtained by the truncated method and truncation distance at 80 and 100 m for the rabbit, partridge and hare species in 2018.

DENSITATS ESTIMADES (invidus/hectàrea) OBTINGUDES PER MÈTODE TRUNCAT I DISTANCE SAMPLING PEL PERÍODE PRE-REPRODUCTOR ANY 2018													
Marines Serres i Pla	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 678			N= 677		N= 475			N= 467		N= 416		
	0,40	0,52	1,03	0,508	0,568	0,35	0,47	0,95	0,615	0,629	0,30	0,42	0,87
Sa Marina	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 789			N= 789		N= 261			N= 261		N= 83		
	1,08	1,33	2,33	1,208	1,053	0,41	0,53	1,00	0,573	0,823	0,13	0,20	0,46
Garrigues i Puigs	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 5			N= 5		N= 15			N= 15		N= 1		
	0,14	0,23	0,57	0,163	0,165	0,55	0,72	1,41	0,625	0,626	0,02	0,09	0,37
Palma	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 19			N= 19		N= 0			N= 0		N= 18		
	0,30	0,39	0,75	0,485	0,485	0,00	0,04	0,18	0	0	0,46	0,58	1,10
DENSITATS ESTIMADES (invidus/hectàrea) OBTINGUDES PER MÈTODE TRUNCAT I DISTANCE SAMPLING PEL PERÍODE POST-REPRODUCTOR ANY 2018													
Marines Serres i Pla	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 604			N= 604		N= 837			N= 837		N= 330		
	0,44	0,57	1,11	0,645	0,647	0,80	1,01	1,85	1,155	1,213	0,27	0,37	0,80
Sa Marina	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 695			N= 695		N= 740			N= 740		N= 63		
	1,11	1,37	2,41	1,811	1,712	0,94	1,17	2,10	2,136	2,138	0,17	0,24	0,52
Garrigues i Puigs	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 0			N= 0		N= 24			N= 24		N= 6		
	0,00	0,06	0,29	0	0	1,12	1,41	2,57	1,632	1,632	0,13	0,22	0,60
Palma	CONILL (mètode truncat)			CONILL (distance)		PERDIU (mètode truncat)			PERDIU (distance)		LLEBRE (mètode truncat)		
	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB	D TR80m	D 100m	D	D emb	D EMB
	N= 1			N= 1		N= 20			N= 20		N= 23		
	0,02	0,05	0,20	0,0076	0,0061	0,43	0,55	1,04	0,647	0,647	0,34	0,45	0,87

Taula 4. Densitats estimades (ind/ha) obtingudes pel mètode truncat i distance amb truncament a 80 i 100 m per les espècies de conill, perdiu i llebre el 2018.**Table 4.** Estimated densities (ind / ha) obtained by the truncated method and truncation distance at 80 and 100 m for the rabbit, partridge and hare species in 2018.

espècies objecte de seguiment durant els anys 2016 i 2018 i per als períodes pres i post-reproductors.

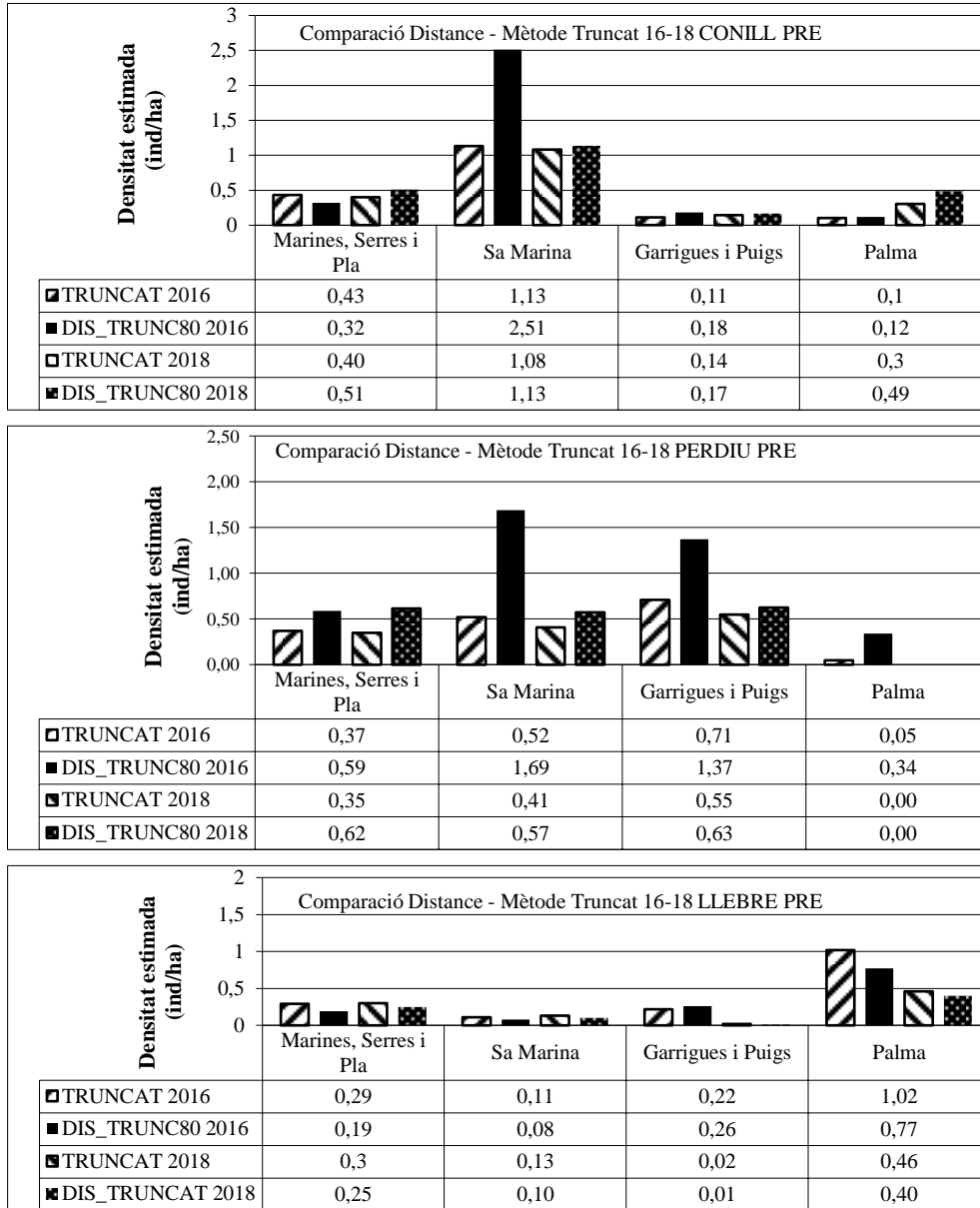


Fig. 3a. Representació gràfica de les densitats estimades (ind. / ha) obtingudes pel període pre-reproductor amb el mètode truncat i Distance sampling per a les espècies de conill, perdiu i llebre durant els anys 2016 i 2018.

Fig. 3a. Graphical representation of the estimated densities (ind. / ha) obtained for the pre-reproductive period with the truncated method and Distance sampling for rabbit, partridge and hare species during the years 2016 and 2018.

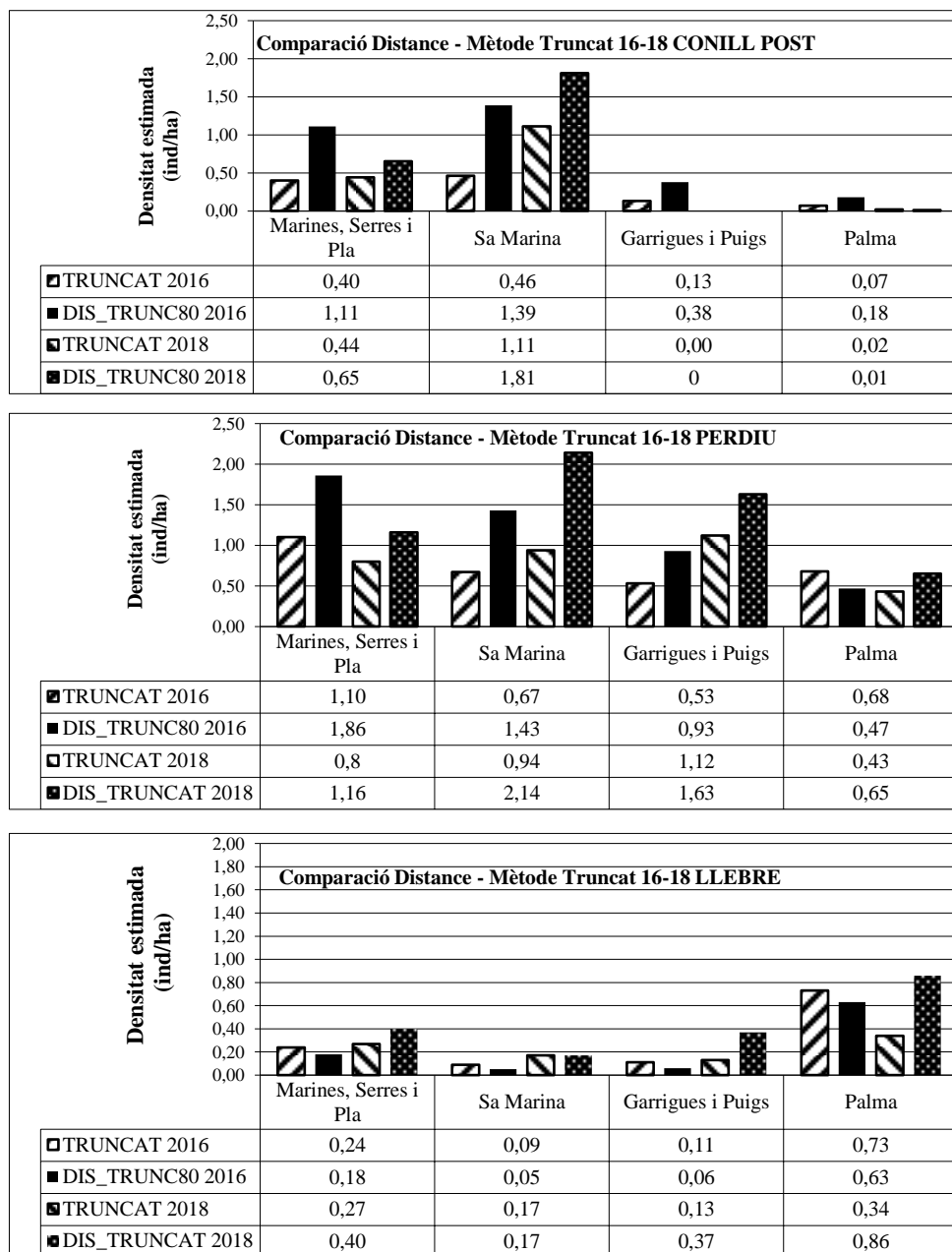


Fig. 3b. Representació gràfica de les densitats estimades (ind. / ha) obtingudes pel període post-reproductor amb el mètode truncat i Distance sampling per a les espècies de conill, perdiu i llebre durant els anys 2016 i 2018.

Fig. 3b. Graphical representation of the estimated densities (ind. / ha) obtained for the post-reproductive period with the truncated method and Distance sampling for rabbit, partridge and hare species during the years 2016 and 2018.

Les Figs. 3a i 3b presenten les densitats estimades (ind/ha) pre i post-reproductores respectivament, de les espècies en qüestió, per als anys 2016 i 2018 comparant els resultats del mètode “truncat” amb els oferts pel modelatge amb Distance Sampling. Les diferències entre les estimacions de densitat obtingudes amb els dos mètodes (D truncated i Distance 80) no són tanmateix estadísticament significatives ($p>0,05$).

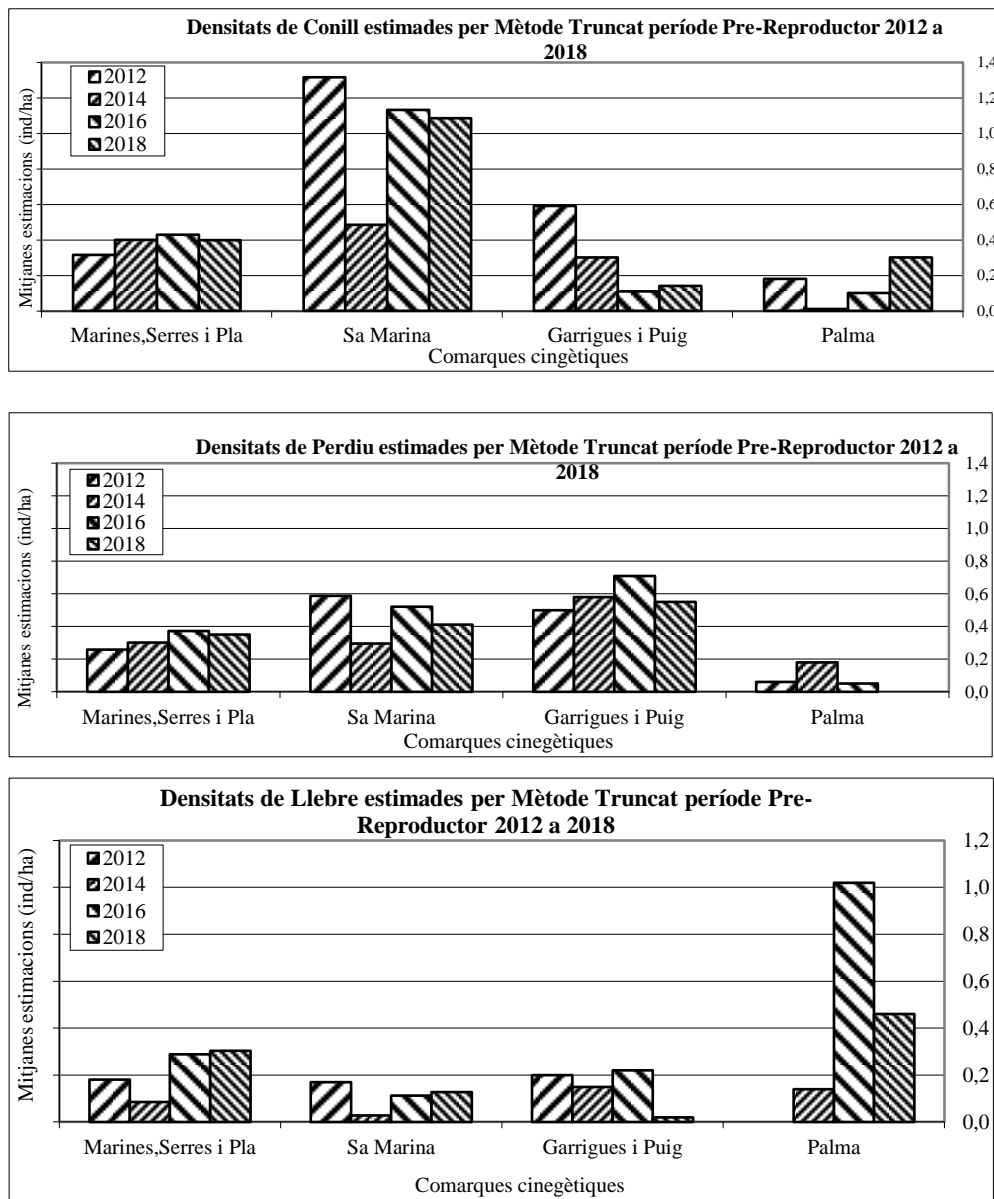


Fig. 4a. Densitats estimades (ind. / ha) amb el mètode truncat en el període pre-reproductor de conill, perdiu i llebre durant la sèrie temporal 2012 a 2018.

Fig. 4a. Estimated densities (ind. / ha) with the truncated method in the pre-reproductive period of rabbit, partridge and hare during the time series 2012 to 2018.

Les Figs. 4a i 4b il·lustren, per als períodes pre i post-reproductors respectivament, les densitats estimades (ind/ha) amb el mètode truncat, al llarg de la sèrie temporal estudiada, per espècies i comarques. Tot i que s'observen certes tendències, no hi ha diferències significatives ($p>0,05$) al llarg dels anys 2012-2018, en l'evolució de les densitats de cap espècie usant les comarques com a rèpliques, si bé en la llebre s'ha analitzat amb un test no paramètric.

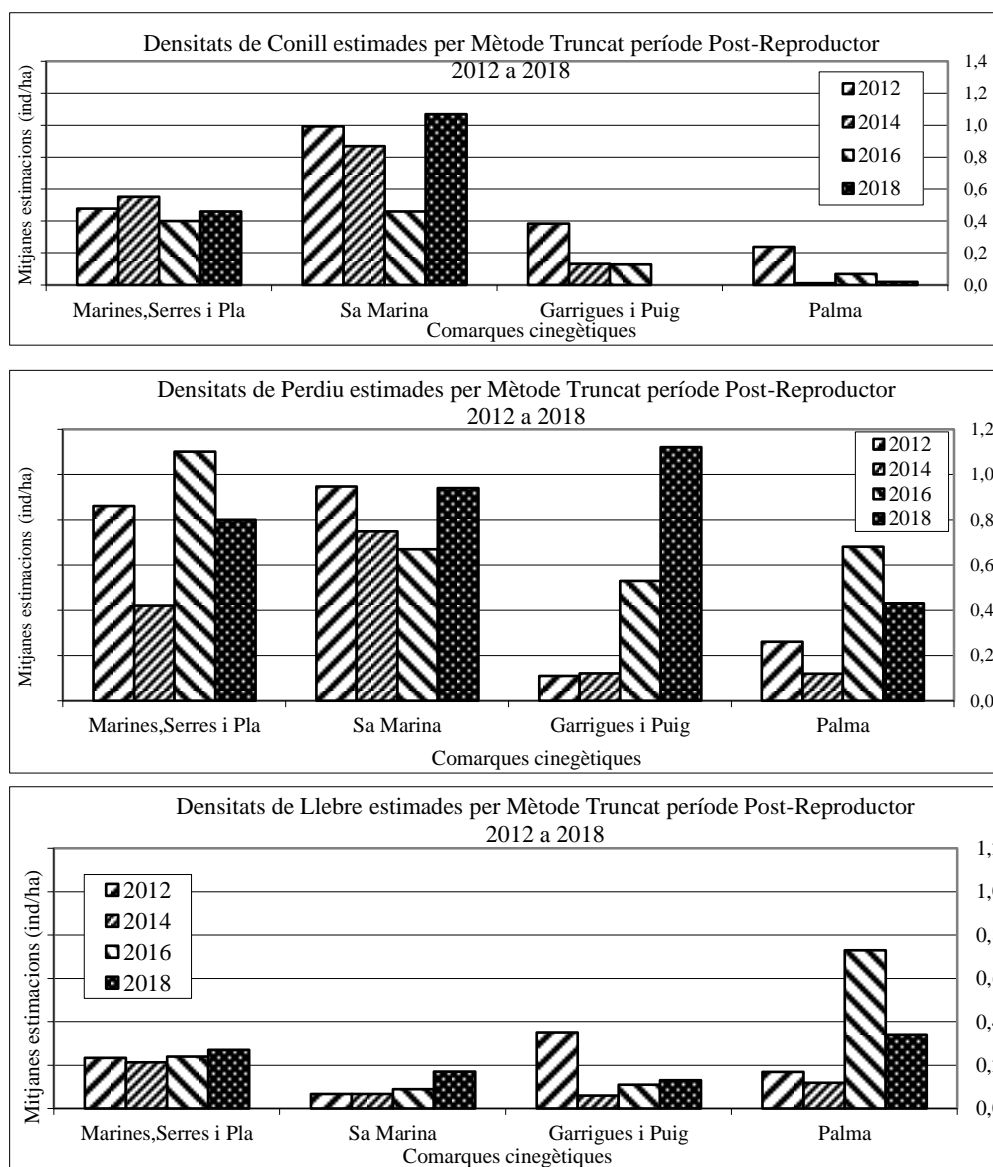


Fig. 4b. Densitats estimades (ind. / ha) amb el mètode truncat en el període post-reproductor de conill, perdiu i llebre durant la sèrie temporal 2012 a 2018.

Fig. 4b. Estimated densities (ind. / ha) with the truncated method in the post-reproductive period of rabbit, partridge and hare during the time series 2012 to 2018.

La densitat i creixement reproductiu del conill calculat a partir de les densitats estimades amb el mètode truncat (valor estimat, emb, EMB) i Distance (truncat a 80 m i a 100 m) per als anys 2016 i 2018, no mostren diferències significatives entre mètodes amb ANOVA (2016) ni amb Kruskal-Wallis (2018), amb una probabilitat més gran que 0,05. En el cas de la comarca Marines, Serres i Pla, analitzada usant els transsectes com a rèpliques i mostres dependents, tampoc apareixen diferències significatives entre els mètodes llevat de pel creixement en el període post reproductor de l'any 2018 entre D amb mètode truncat i Distance a 80 m.

Els creixements de la perdiu tampoc mostren diferències significatives entre mètodes pel que fa a l'anàlisi de la variància. L'any 2018 l'anàlisi no és tant robusta perquè les dades no es van ajustar a una distribució normal i la comparança es va a realitzar amb Kruskal-Wallis.

El cas de la llebre s'ha testat primer eliminant de l'anàlisi la comarca de Garrigues i Puigs, ja que ni l'any 2016 ni el 2018 es superen les 9 observacions en ella. Així, les dades de densitat i de creixement de la llebre es comporten de manera diferent el 2018, on amb una probabilitat més baixa del 0,05%, l'ANOVA indica diferències significatives. En el cas de la densitat estimada, les diferències es troben per medi de l'anàlisi "Post Hoc HSD Tukey" entre l'EMB i el Distance amb els dos truncaments, en el període pre-reproductor de l'any 2018 únicament. En el cas del creixement, les diferències es fan paleses en l'anàlisi "Post Hoc HSD Tukey" entre les dades estimades amb el mètode Truncat (estimat, emb i EMB), i els dos truncaments del Distance (80 i 100 m); les estimes amb Distance són més altes, especialment quan les observacions es troben en les darrers bandes d'observació o en medis amb menor detectabilitat. L'any 2016 no es troben diferències, amb l'anàlisi ANOVA, entre els dos mètodes pel creixement.

En tots els casos estudiats, s'observa que el Distance sampling ofereix rangs de confiança per a la mitjana de la densitat més amplis que el mètode truncat.

Discussió

Limitacions metodològiques

En les estimes poblacionals en general (Álvarez, 1988), i en el nostre cas en particular, no es pot determinar en quin grau es deixen de complir determinades premisses bàsiques dels mètodes d'estima, tot i que el disseny tant de presa de dades com d'anàlisi s'ha dirigit a minimitzar aquesta limitació. El disseny presenta mancances, com ara la variació de la cobertura vegetal entre el període pre i post reproductor com a conseqüència del cicle natural anual i de les tasques agrícoles. Tot i això s'ha tractat de complir els criteris de fiabilitat per a les estimes recomanats per Eberhard (1978): robustesa de l'estimador, criteri de forma, dades truncades, agrupament de les distàncies i eficiència en relació a la mínima variància de mostreig.

Si bé s'ha de considerar que la població de l'espècie estudiada és la mateixa variant únicament pel creixement reproductiu, no es poden descartar fenòmens de migració, densodependència o una selecció diferent de l'hàbitat. Així mateix, en el cas de la llebre la qual presenta densitats naturals més baixes que el conill i perdiu, el menor nombre d'observacions pot contribuir a falsejar les estimes obtingudes en major grau que en les altres espècies. Alhora no és senzill separar la diferent detectabilitat de la diferent ocupació de l'espai o de la diferent selecció estacional de l'hàbitat, especialment en medis microparcel·lats. En el cas de la llebre, que presenta àrees de campeig extenses (Purroy, 2017) sembla que l'efecte pot ser important, com es discutirà més endavant.

Per altra banda, s'ha treballat amb el mètode truncat amb una estratificació derivada de relacionar cada observació amb un dels tres tipus de medi (A, B o C), assumint que la corba de detecció per a cada una de les espècies estudiades es manté constant a cada tipus de medi i amb independència de la comarca cinegètica i del període de cens. Amb el software Distance, en canvi, en cada anàlisi es genera una nova corba de detecció per a l'agrupació de transsectes pertanyents a la mateixa comarca; aquesta corba és única tot i estratificar les dades considerant els tres medis com a nou paràmetre, i és sensible a la sobreestimació en produir-se l'acumulació d'observacions a la primera banda en medi C, a l'acumulació d'observacions a una banda concreta, i en general, en els medis amb menor detectabilitat (p. ex. cas del conill, comarca Sa Marina, període pre-reproductor 2016; perdiu, Sa Marina, pre-reproductor 2016, veure Taula 3; o transsectes individuals com ara conill a son Prohens dins Marines Serres i pla, post-reproductor del 2018).

Amb el Distance no s'ha efectuat l'estratificació en funció del medi *a priori* per tal de generar tres anàlisis perquè es fragmenten les dades, i el mètode es reporta com a sensible al baix nombre d'observacions, a poblacions fragmentades i a les distribuïdes contagiosament (Colket i Church, 2005). Aquesta natura de dades és característica de bona part de la zona d'estudi; un volum important de les observacions pertanyen al centre i migjorn de l'illa, sense grans aglomeracions humanes però caracteritzada per assentaments urbans que fragmenten la continuïtat dels vedats (Barceló i Seguí, 2015; Barceló *et al.*, 2018). Per dir-ho de qualque manera, la "mida de gra" dels espais que constitueixen medis o ambients d'interès per a les espècies estudiades és petita i la seva natura diversa, amb gran efecte ecotò i possible microselecció en l'ocupació de l'espai.

Aspectes metodològics i comparació dels dos mètodes

Els valors de densitat ofert pel Distance es troben pròxims als valors estimats amb el mètode truncat en les tres espècies, i sense diferències estadísticament significatives entre mètodes cap any. En algunes ocasions, quan l'n és baix, el valor ofert pel Distance tendeix a augmentar, el que s'addiu amb corbes calculades a partir d'un baix recompte d'individus; d'acord a Buckland *et al.* (2001), es requereixen entre 40 i 80 observacions per aconseguir una estimació de confiança amb el programa. Anàlogament, Burnham *et al.* (1980) critiquen els CDs calculats amb menys de 10-15 observacions (veure també Fortuna, 2001); com s'ha explicat en l'apartat de metodologia, els CDs pel mètode truncat es calcularen el 2012 a partir d'un molt elevat nombre d'observacions, estratificades per medis, fet que aporta una robustesa en aquest sentit.

El mètode truncat parteix de la simplicitat del mètode d'Emlen i arrossega les limitacions pròpies d'aquest. Els intervals d'error formats per l'estimació i l'emb i l'EMB tenen utilitat per a la gestió pràctica i per a la comparança amb altres mètodes en termes aplicats, tot i la seva arquitectura bàsica. Alhora, l'estratificació i l'estima *a priori* de la detectabilitat per a cada tipus de medi a partir de les dades de mostreig del 2012, s'efectuà en resposta a la petita mida de gra que caracteritza les zones d'estudi i a l'ocupació del medi sensible a aquesta circumstància per part de les espècies objecte d'estudi.

Tot i que el valor de densitat mesurat amb els dos mètodes, per als anys 2016 i 2018, difereix en la mesura que mostren les figures presentades, ni la densitat ni el percentatge de creixement reproductiu no mostren diferències significatives entre mètodes, ni en anys ni en espècies llevat de per la llebre, el 2018. El fet de considerar les comarques com a rèpliques, entre altres factors, pot haver suposat un increment de variabilitat aliena al mètode que emmascari les diferències entre les estimes ofertes per cada un d'ells. En comparar els mètodes en una única comarca, pel conill, es torna constatar estadísticament la no existència de diferències entre mètodes llevat de pel post-reproductor del 2018; el fet de

considerar els transsectes intracomarcals com a rèpliques i dades depenents suposa major robustesa de l'anàlisi però no de l'estima de la densitat amb Distance, en disminuir el nombre d'observacions en què es treballa i es segueix posant de manifest la major amplitud de l'interval de confiança entorn a la mitjana, pel Distance.

La "proporcionalitat" entre diferents estimadors amb finalitat aplicada ha estat explorada per altres autors, com per exemple en l'IKA (Duarte i Vargas, 2001).

Conill

L'IKA és un indicador d'abundància relatiu, útil en termes comparatius. El conill presenta IKAs molt baixos. A Garrigues i Puigs es detecta un descens progressiu al llarg dels anys. Marines, Serres i Pla és la comarca amb valors més estables, tant que no hi ha diferències paleses ni entre els períodes pre i post reproductors. A Sa Marina existeix molta variabilitat sense que s'aprecii una tendència clara. Palma és la comarca amb un IKA més baix, arribant fins i tot en alguns moments a zero.

El conill va sofrir una minva d'abundància detectada el 2012 respecte de dades disponibles del 2006 (COVIB, 2017; Muñoz *et al.*, 2019, article en aquesta monografia), en certa mesura reflectida també en la sèrie temporal de captures de conills enregistrades a Mallorca (Fig. 1 de Muñoz *et al.* 2019). Ara bé, les captures estimades no poden interpretar-se com a un reflex directe de l'abundància atès que hi actuen factors moduladors de la pressió de caça al llarg del temps com ara l'abandonament de modalitats especialitzades en el conill que s'ha produït els darrers anys (fura, ca bufó, aguait...), la reducció de modalitats generalistes arran de la menor disponibilitat de conills i de menors quotes de captura, migració de la pressió de caça cap a recursos més nodrits com el tudó i altres factors socioeconòmics (Barceló *et al.*, 2016).

Com reflecteixen les figures presentades anteriorment, entre el 2012 i el 2018 es detecten poblacions molt baixes de conills amb creixements negatius el 2016 i un repunt el 2014 i el 2018 que tan mateix, tot i la tendència que es pugui percebre, no donen lloc a diferències estadísticament significatives de densitat de conill entres anys. Les dades presentades indiquen densitats molt inferiors a les pròpies d'ecosistemes naturals sans i òptims, que poden arribar a màxims de 40 ind./Ha en hàbitats idonis (Angulo, 2004). La mitjana de conills per Ha en vedats del centre peninsular és d'envoltant els 5 (Villafuerte i Delibes-Mateos, 2007), i les abundàncies estacionals s'han enregistrat entre 1,57-8,34 ind./Ha per a una mateixa població amb mínim el desembre i màxim el juny (període post-reproductor) (Beltrán, 1991).

La caiguda d'abundància després de la reproducció enregistrada el 2016, palesa tant en els IKAs (Fig. 1) com en densitats (Figs. 2a i 2b) la interpretam com a un indicador de la mortalitat provocada per la RHD la qual afecta a la variació intra-anual d'abundància del conill, que és màxima durant la primavera i primeries de l'estiu, per caure a la tardor i no recuperar-se fins a l'hivern, en el moment de reprendre el període reproductor (Beltrán, 1991). Altres factors com la manca de gestió de l'hàbitat i la rururbanització (Barceló *et al.*, 2018) així com l'efecte de la RHD sobre poblacions ja debilitades per la mixomatosi i la sarna a Mallorca (veure Muñoz *et al.*, 2019) retroalimenten positivament l'impacte sobre la població de conills. El positiu enregistrat a Mallorca el 2017 (proves PCR front a la nova variant de la RHD efectuades al Laboratorio Central de Veterinaria Algete, Madrid) de la soca mutant de la pneumònia hemorràgica vírica RHDV-2 detectada per primera vegada a la regió de Nantes (França) l'any 2010 (Le Gall-Reculé *et al.*, 2011) suposa la primera evidència de la malaltia a l'illa i pot ser la causa de la baixada demogràfica intranual el 2016. El 2018 s'han detectat creixements puntuals positius però sense efectes comarcals; el 2018 també es detecta major resistència a la RHD en condicions experimentals (Muñoz *et*

al., 2019; aquesta monografia). Per al conjunt de mètodes usats els 2016 i 2018 i per al conjunt de zones de mostreig de totes les comarques amb més de 10 observacions, el creixement ha estat de $r=1,01$ (0,41-3,43; d.s. =0,73).

Rere la baixada demogràfica evident entre el 2006 i el 2012 (op. cit.), no es confirma estadísticament una baixada entre el 2012 i el 2018, tal vegada perquè tanmateix la població es troba en una situació ecològica de pou de depredació, incapaç de recuperar-se a partir d'un n molt baix, al manco mentre perdurin les condicions ecològiques i sanitàries actuals. La detecció recent a Mallorca per part del Servei de Caça de la soca de la mixomatosi que afecta a la llebre (veure Muñoz *et al.*, 2019, en aquesta monografia) suposa un nou risc sanitari pel conill: atès que no es coneix casuística d'amollades o repoblacions il·legals de llebre de fora de l'illa però sí de conill, tot fa pensar que aquesta nova variant ha arribat sobre conills i per tant els hi afecta també. De confirmar-se aquesta situació, i depenent de la virulència de la soca, l'efecte sobre la població mallorquina de conill pot ser molt greu.

Per altra banda, la percepció social del conill com a una espècie omnipresent i amb capacitat de generar booms demogràfics i danys agrícoles localment greus desvia la mirada de la situació global de la població sobre el territori, la qual queda ben reflectida en les dades presentades en aquest treball. Atès que es produeixen alguns creixements localment alts, els quals donen lloc a danys agrícoles (segons dades disponibles a l'arxiu del Servei de Caça), la gestió cinegètica de l'espècie no es pot plantejar merament a escala insular o comarcal, el que suposa un element més de complexitat en la gestió sostenible de l'espècie i en els efectes socioeconòmics i ecosistèmics.

Perdiu

Els transsectes amb vehicle han estat postulats per Duarte i Vargas (2001) com a la metodologia més adequada per als recomptes de perdius front a altres mètodes. La selecció d'hàbitat de l'espècie (Buenestado *et al.*, 2008) afavoreix la seva detectabilitat, el comportament en clústers, i els hàbits diürns la fan bona d'estudiar i tractar metodològicament. Les abundàncies detectades a Mallorca en tota la sèrie temporal estudiada són molt altes en referència a les generalment enregistrades a altres indrets de l'areal de l'espècie, dins el qual es troben grans variacions (Gortázar *et al.*, 2002; Borrallo *et al.*, 1996; Meriggi *et al.*, 1991; Duarte i Vargas, 2001; Farfán *et al.*, 2009) amb una densitat màxima estimada d'1 perdiu Ha per a la península ibèrica (Blanco Aguiar *et al.*, 2004). L'IKA i les dades en general reflecteixen a totes les comarques uns creixements importants amb un comportament similar a les quatre comarques.

Tenint en compte que el mostreig efectuat exclou *a priori* repoblacions que poguessin distorsionar els resultats, llevat de casos puntuals contaminants que no s'hagin detectat, es conclou àmpliament que la densitat natural de perdiu roja a les zones òptimes i sub-òptimes de Mallorca és de les més elevades conegudes. Determinats usos agrícoles creixents a Mallorca han estat indicats com a favorables per a l'espècie per altres autors.

El creixement reproductiu de la perdiu pot ser força diferent entre anys (Díaz-Fernández *et al.*, 2013), i per al conjunt de mètodes usats els 2016 i 2018 i pel conjunt de zones de mostreig de totes les comarques amb més de 10 observacions, és de $r = 1,71$ (0,68-3,73; d.s. =0,83). Això suposa que sense la mortalitat produïda per la depredació i la caça, el creixement mig de la població la triplicaria en dos anys i la quintuplicaria en 3. Aquest elevat creixement i densitat condueix a la constatació de danys agrícoles imputables a la perdiu (dades disponibles a l'arxiu del Servei de Caça), fet poc habitual en l'espècie a altres indrets; alhora ha provocat una baixada en el nombre de repoblacions efectuades especialment a l'interior de Mallorca.

Aquesta situació demogràfica contrasta amb les de zones de muntanya on la perdiu té molt inferior presència, malgrat l'escassetat de dades, possiblement arran d'un hàbitat marginal, com es constata en altres indrets on s'han modelat poblacions locals en funció de paràmetres ambientals condicionants de l'espècie i de la seva selecció en l'ocupació de l'espai (Vargas *et al.*, 2006; Farfán *et al.*, 2009; García *et al.*, 2014).

Llebre

En el cas de la llebre els IKA són molts alts i encara destaca un repunt molt important a Palma l'any 2016; des d'aquest moment en aquesta comarca la població ha anat disminuint de forma progressiva, sense que ni tan sols el període post-reproductor superi al pre-reproductor, i així hi tot mantenint abundàncies molt superiors a les d'altres indrets ibèrics. La llebre presenta densitats molts altes a Mallorca. A hàbitats idonis de marina baixa de Doñana, per exemple, s'han enregistrat densitats inferiors (André *et al.*, 1997; Carro *et al.*, 2001a) i a altres indrets ibèrics les densitats són encara menors amb un ampli marge (Arques *et al.*, 2011; Belda *et al.*, 2013). Carro i Soriguer (2007) apunten densitats entre 0,22 i 0,8 llebres per ha a diversos entorns ibèrics. La pressió de caça no és selectiva per a l'espècie i l'absència a Mallorca de predadors importants per a aquesta espècie com són la rabosa, poden ajudar a entendre l'abundància a l'illa.

La taxa de creixement per al conjunt de mètodes usats els 2016 i 2018 i pel conjunt de comarques, amb més de 10 observacions, és de $r = 0,98$ (0,60-2,13; d.s. = 0,39). En la llebre, l'estima post-reproductora inferior a la pre-reproductora detectada alguns anys, així com les diferències entre mètodes pel 2018 poden ser en part artefactual, i en part derivades d'altres factors que influeixen tant en la biologia de l'espècie com en la metodologia i moment de "cens". Per exemple, Belda *et al.* (2013) detecta les majors abundàncies anuals en la primavera coincidint amb el període de reproducció (IKA mitjà de 0,26 llebres/km), amb disminució en el període post-reproductor/pre-caça, i suggereixen com a causa una mortalitat juvenil del 40% (Duarte, 2000) i adulta del 20-30% (Carro *et al.*, 1999). Aquesta baixada d'abundància post-reproductora/precaça detectada per altres autors i ara també a Mallorca (relacionada o no amb les diferències estadísticament significatives entre les estimes d'abundància entre mètodes pel 2018 però no pel 2016 a Mallorca) pot estar emmascarada per les preferències de la llebre relatives als diferents usos del sòl ja que segons Belda *et al.* (2013) les majors abundàncies s'obtingueren en la matriu de cultius de secà (IKA mitjà de 0,33 llebres/km) i menorment en la de cultius de regadiu (IKA mitjà de 0,2 llebres/km). Les matrius de vegetació natural i abandonada agrícola presenten menor nombre de llebres. En conseqüència, la diferent ocupació del medi arran de la sega dels camps que es produeix durant el període de cens post-reproductor amb una molt baixa ocupació i/o detectabilitat en el medi no segats, i amb aparició sobtada dels segats - l'emplaçament del jaç en medis amb més del 60% de cobertura indicada per Carro *et al.* (2010b) no es confirma en les observacions efectuades a Mallorca- pot influir també en resultats artefactuals, així com pot influir addicionalment la formació de clusters tot i ser una espècie majoritàriament solitària (Carro *et al.*, 2010b) especialment en el període pre-reproductor; l'àrea de campeig relativament gran (Purroy, 2017) i l'adaptabilitat a nous hàbitats (Carro *et al.*, 2011b) com els provocats per la sega. És a dir, els hàbitats idonis per a l'espècie sofreixen un moment de màxima pertorbació ocasionat per les tasques agrícoles en el període post-reproductor/pre-caça, moment en què, a més, en sol censar. Tampoc es pot descartar que la baixada demogràfica del conill al llarg dels anys hagi ocasionat una migració de part de la predació cap a la llebre i especialment als juvenils.

Per altra banda, tot i observar-se la tendència, no podem concloure que l'èxit reproductor de la llebre sigui densodepenent; l' r i la densitat pre-reproductora ofereixen un

correlació negativa limitada (Pearson de -0.54 ; estimat a partir de les dades d'abundància pre i post reproductora amb el mètode truncat per a la sèrie temporal 2012-2018) amb un decreixement logarítmic de $l'r$ a mesura que la densitat pre-reproductora augmenta ($R^2=0.62$).

La dependència de la llebre del calendari agrícola sembla ser més marcada que en el cas del conill i de la perdiu, assemblant-se ecològicament més a la guàtlera en aquest aspecte (veure Rodríguez Teijeiro *et al.*, 2019 en aquesta monografia). La complexitat dels sistemes ecològics posa a prova tant el disseny mostral com els sistemes de tractament de dades; la desigualtat dels estimadors de cobertura vegetal, per exemple, s'han citat com a un dels punts a millorar en el Distance (Thomas *et al.*, 2010).

No s'ha avaluat, a partir de la distribució territorial de les abundàncies disponibles, la relació amb el conill en termes d'una possible competència de vegades suggerida però no confirmada per altres autors (Katona *et al.*, 2004), si bé no es pot descartar que operin factors d'interacció no merament ecològics sino també sanitaris com ara el virus de la mixomatosi, amb tota la seva plasticitat (veure Muñoz *et al.*, 2019 en aquesta monografia). L'abundància de la llebre a Mallorca es susceptible de provocar danys agrícoles puntuals (arxiu Servei de Caça), amb una intensitat menor que el conill i major que la perdiu.

Conclusions

- La necessitat d'implementar l'aplicació de mètodes científics és ineludible per a un aprofitament cinegètic racional i eficaç. En aquest sentit, cal augmentar l'esforç (Álvarez, 1988).
- Tot i la disponibilitat actual de mètodes estadístics potents per a obtenir estimes, cal ser prudents a l'hora d'interpretar els resultats, i considerar l'elevat nombre de factors que poden intervenir.
- Entre els factors que poden actuar s'hi troba l'estructura territorial cinegètica, que és peculiar i determinant en el cas de Mallorca, i que pot justificar la necessitat d'adaptar els mètodes usats.
- La sèrie temporal estudiada indica una important recessió del conill, principalment deguda a les malalties, i densitats altes i estables de perdiu i llebre.
- La sèrie temporal presentada hauria de servir de punt de partida per millorar la gestió cinegètica a partir de la identificació dels principals factors que afecten les espècies objecte d'estudi com ara: malalties, control sanitari, modificacions dels hàbitats, evolució de la pressió de caça, aspectes socioeconòmics, canvis en l'estructura territorial cinegètica, canvis en els usos tradicionals del sòl, predació, interaccions ecològiques complexes i altres problemes comuns amb el conjunt de la Península Ibèrica (Vargas, 2002).

Agraïments

S'agraeix a tot el personal del Servei de Caça (als presents i als companys del passat) del Departament de Desenvolupament Local del Consell de Mallorca la participació en la presa de dades de camp: Miquel Roig, Ramón Valero, Manolo Cuenca, Sebastià Grimalt, Sebastià Ferragut, Fernando San Nicolás, Toni Mena, Pau Ruiz, Josep Bergas, Guillem

Morlà, Gero Corró, Eduardo Somed, Toni Pedrerol, Jesús Muñoz, Tomeu Trobat, Miquel Garau, Nuria Navarro, Antonia Rosselló, Ana Bistuer, Joan Ferretjans i Sergi Martino.

S'agraeixen als programes del SOIB "VISIBLES 2018", finançats pel Ministeri de Treball, Migracions i Seguretat Social i "SOIB JOVE - QUALIFICATS ENTITATS LOCALS" el 2017 i 2018, finançats amb fons del SOIB, del Servei Públic d'Ocupació Estatal (SEPE) i el cofinançament del Fons Social Europeu (FSE), el fet de poder disposar de part del tècnics que han fet possible aquest treball. Donar les gràcies a Giacomo Tavecchia, Jon Ruiz del Infante i Andreu Rotger (IMEDEA-CSIC) pel suport i aportacions en l'àmbit del tractament estadístic de les dades en diversos moments, i a Oriol Domènech (GOIB) pel suport en l'ús de l'OruxMaps.

Cal reconèixer la tasca del Servei de Formació i del Servei d'Informàtica del Consell de Mallorca, per organitzar accions formatives altament especialitzades i per aportar els elements tecnològics per a la tasca de camp, respectivament.

Aquest feina ha estat possible gràcies als propietaris, titulars, gestors i personal divers dels vedats que ens han permès accedir al territori i sempre ens han atès amb interès i amabilitat: Son Ramis, Son Joan Arnau, Son Real (finca pública), Binicauvell, S.C. Petra, S.C. Ariany, Ca'n Alou, Carrossa, Justaní, Son Valls, S.C. Vilafranca, S.C. Campos (Es Figuerà), S.C. Son Mesquida, Mainou, S.C. Biniali, Son Seguí, S.C. St. Joan, Es Calderers, S.C. S'Horta, Pocafarina, Son Nadal, Son Prohens, Alcoraya, Cap Blanc, Solleria, S.C. Ses Salines, Rafal Bonico, Son Verí, Son Mendivil, Rafal des Porcs, Lluçmet, S'Aguila d'en Quart, S'Aguila des Borrassos, s'Allapassa, Es Tast, Garonda, Son Lluís, Son Sureda, Es Cabàs, Ses Cabanasses, Santa Cirga, Son Crespí, Es Caülls, Massís d'Artà, Parc de Llevant, Monnaber Nou, Es Castell (Binibona), Son Bendrís i Xorrijo.

Finalment, s'agraeix la disposició dels dirigents del Consell de Mallorca en les diferents etapes, sempre favorable a realitzar la tasca que permet, amb el temps, generar dades bàsiques i establir col·laboracions científiques i tècniques que permetin fer competitiva l'administració.

Bibliografia

- Álvarez Jiménez, G. 1988. *Problemas asociados a la aplicación del transector lineal para el censo de las poblaciones de cérvidos en un biotopo mediterráneo*. Ecología, 2: 233-249.
- André, J., Beltrán, J.F., Iborra, O. i Soriguer, R.C. 1997. *Lepus granatensis* Density and Distribution in the Doñana National Park (Spain). Gibier faune sauvage, 14 (3). 497.
- Angulo, E. 2004. El conejo. Pp. 122-125. En: Herrera, C. M. (Ed.). El Monte mediterráneo en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Arques, J., Belda, A., Peiró, V. i Martínez-Pérez, J.E. 2011. Seguimiento de la liebre ibérica (*Lepus granatensis* Roserhauer, 1856) en la Sierra de Mariola (Alicante-Valencia). Mediterranea, II (22). Universitat d'Alacant. 72 pp.
- Barceló, A., Binimelis, J. i Grimalt, M. 2016. Caracterización del perfil social y territorial del cazador mallorquín. In: Ángel Raúl Ruiz Pulpón, Manuel Antonio Serrano de la Cruz Santos-Olmo, Julio Plaza Tabasco (eds.) Treinta años de política agraria común en España: agricultura y multifuncionalidad en el contexto de la nueva ruralidad. Asociación de Geógrafos Españoles (Grupo de Geografía Rural) :496-511.
- Barceló, A. i Seguí, B. 2015. El vessant territorial de la caça a Mallorca: distribució i característiques dels terrenys cinegètics i dels refugis de fauna. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 58: 205-229.
- Barceló, A. 2015. Caça, territori i societat a Mallorca. Tesis doctoral. UIB
- Barceló, A., Grimalt, M. i Binimelis, J. 2018. Planificación y ordenación territorial de la caza. Hacia una comarcalización cinegética de Mallorca. *Cuadernos Geográficos* 57 (2), 138-161.

- Blanco Aguiar, J.A., Virgós, E., Villafuerte, R. 2004. Perdiz Roja, *Alectoris rufa*. In: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds.). Libro Rojo de las Aves de España: 182-185. Dirección General para la Biodiversidad - Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Belda, A., Arques, J., Peiró, V., Martínez-Pérez J. E. i Zaragozaí, B. 2013. *Abundancia y distribución de la liebre ibérica (Lepus granatensis Rosenhauer, 1856) en el Parque Natural de la Sierra de Mariola (Alicante-Valencia)*. Arxius de Miscel·lània Zoològica, 11: 181-195.
- Beltrán, J. F. 1991. Temporal abundance pattern of the wild rabbit in Doñana, SW Spain. *Mammalia*, 55 (4): 591-599.
- Bolen, E.G. i Robinson, W.L. 1995. *Wildlife Ecology and Management* (Third Edition). Prentice Hall, NJ
- Borralho, R., Rego, F. i Vaz Pinto, P. 1996. Is driven transect sampling suitable for estimating red-legged partridge *Alectoris rufa* densities? *Wildlife Biology*, 2(3): 259-268.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers & L. Thomas. 2001. Introduction to Distance Sampling Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford.
- Buckland, ST., Anderson, D.R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., Thomas, L. 2004. *Advanced Distance Sampling*. Oxford University Press, Oxford. 416 pp.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. i Laake, J. L. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological population. *Wildlife Monographs* 72:1-202.
- Buenestado, F.J., Ferreras, P., Delibes-Mateos, M., Tortosa, F.S., Blanco-Aguilar, J.A., Villafuerte, R. 2008. Habitat selection and home range size of red-legged partridges in Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 126: 158-162.
- Carro, F., Beltrán, J.F., Pérez, J.M., Márquez, F.J., Iborra, O. i Soriguer, R.C. 2011 a. Evolución Poblacional de la liebre ibérica (*Lepus granatensis*) Rosenhauer, 1856) en el parque nacional de Doñana. *Galemys* 13 (nº especial), 119-126.
- Carro, F., Beltrán, J.F., Fernández, A., Camacho, I. M. i Soriguer, R.C. 2010. Bioquímica, hematología de las liebres en Doñana y condición física en Navarra y Doñana. In: Carro, F. i Soriguer, R. C. (eds): *La liebre ibérica*. Naturaleza y parques Nacionales. Serie técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid. 363 pp.
- Carro, F., Soriguer, R., Beltran, J. i Andreu, A.C. 2011b. Heavy flooding effects on home range and habitat selection of free-ranging Iberian hares (*Lepus granatensis*) in Doñana National Park (SW Spain). *Acta theriologica*, 56: 375-382.
- Carro, F. i Soriguer, R. 2007. *Lepus granatensis* Rosenhauer, 1856. Ficha Libro Rojo. Pp: 476-478. En: L. J. Palomo, J. Gisbert y J. C. Blanco (eds). Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General para la Biodiversidad -SECEM-SECEMU, Madrid.
- Colket, B. i Church, K. 2005. *A Comparison of Traditional Counts and Distance Sampling Methods for Estimating the Abundance of Ute Ladies'-tresses* (*Spiranthes diluvialis*). Idaho Department of Fish and Game, Idaho Conservation Data Center, Idaho. 11 pp.
- COVIB, 2017. Situació del projecte per recuperar la població de conills silvestres a Mallorca. *Revista oficial del Col·legi Oficial de Veterinaris de les Illes Balears*, 72: 8-11.
- Díaz-Fernández, S., Arroyo, B., Casas, F., Martínez-Haro, M. i Viñuela J. 2013. Effect of Game Management on Wild Red-Legged Partridge Abundance. *PLoS ONE* 8(6): e66671. doi:10.1371/journal.pone.0066671
- Duarte, J. 2000. Liebre ibérica *Lepus granatensis* Rosenhauer, 1856. *Galemys*, 12(1): 3-14.
- Duarte, J. i Vargas, J.M. 2001. Survey methods for red legged partridge (*Alectoris rufa*) in olive groves in Southern Spain. *Game and Wildlife Science*, 18 (2): 141-156.
- Emlen, J. T. 1977. *Estimating breeding season birds densities from transect counts*. *Auk*, 94: 455-468.
- Farfán, M., Vargas, J.M., Duarte, J. i Real, R. 2009. Improving Management Plans by Downscaling Hunting Yield Models: A Case Study with the Red-Legged Partridge *Alectoris rufa* in Southern Spain. *Wildlife Biology*, 15(1). 68-79.
- Eberhard, L. 1978. Transect methods for population studies. *Journal of Wildlife Management*, 91:1-41.

- Farfán, M.Á., Vargas, J.M., Duarte, J. i Real, R. 2009. Improving Management Plans by Downscaling Hunting Yield Models: A Case Study with the Red-Legged Partridge *Alectoris rufa* in Southern Spain. *Wildlife Biology*, 15(1) : 68-79.
- Fortuna, M. A. 2001. Aplicación del método de Emlen en la obtención de estimas de densidad de perdiz roja (*Alectoris rufa*) en período reproductor: la estabilización del coeficiente de detectabilidad. *Ecología*, 15: 335-340.
- García Garrido, J., Romero-Calcerrada, R. i Novillo Camacho, C.J. 2014. La modelización del hábitat en la estimación de abundancia a escala local. La perdiz roja en un agrosistema en Toledo (España central). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 65: 367-386.
- Gortázar, C., Villafuerte, R. i Escudero, M.A. 2002. Post-breeding densities of the Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*) in agrosystems: A large-scale study in Aragón, Northeastern Spain. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 48: 94.
- Hansen, K. 1995. European hare (*Lepus europaeus*) time budget on nine different nocturnal activities in a danish farmland. In: Nocola, B. (ed.). *Proceedings of the International Union of Game Biologists. XXII Congress "The Game and the Man"*. International Union of Game Biologists. Sofia. 167-173.
- Jakob, C. i Ponce-Boutin, F. 2013. *Recent tools for population abundance estimation adjustment and their use in long-term French red-legged partridge survey*. *Avocetta* 37: 77-82.
- Katona, K., Biró, Z., Hahn, I., Kertész, M., i Altbäcker, V. 2004. Competition between European hare and European rabbit in a lowland area, Hungary: a long-term ecological study in the period of rabbit extinction. *Folia Zool.* – 53(3): 255–268.
- Le Gall-Reculé, G., Zwingelstein, F., Boucher, S., Le Normand, B., Plassiart, G., Portejoie, Y., Decors, A., Bertagnoli, S., Guérin, J.L. i Marchandeu, S. 2011. Detection of a new variant of rabbit haemorrhagic disease virus in France. *Veterinary Research*, 168(5): 137-138.
- Lucio, A. J. 1989. *Bioecología de la perdiz roja en la provincia de León. Bases para su gestión cinegética*. Tesis Doctoral. Universidad de León.
- Meriggi, M., Montagna, D. i Zacchetti, D. 1991. *Habitat use by partridges (Perdix perdix and Alectoris rufa) in an area of northern apennines, Italy*. *Italian Journal of Zoology*, 58:1, 85-89, DOI: 10.1080/11250009109355733.
- Muñoz, M., Barceló, A., Rayó, C., Bernat, M., Barceló, J.M., Castillo, V., Castro, F., Vaquerizas, P.H., Blanco-Aguiar, J.A., Aparicio, F., Seguí, B. i Villafuerte, R. 2019. Seguimiento y recuperación de las poblaciones de conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus cuniculus*) en Mallorca (Illes Balears) (2016-2019). In: Pons, G.X., Barceló, A., Muñoz, M., del Valle, L. i Seguí, B. (editors). *Recerca i gestió dins l'àmbit cinegètic*. Mon. Soc. Hist. Nat. Balears, 28: 21-40.
- Prohens, C. i Seguí, B. 2013. Censos de fauna cinegètica a Mallorca 2012. In: Pons, G.X. (ed.). *IV Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears*. Ponències i resums. Soc. Hist. Nat. Balears. Palma de Mallorca. 171-172.
- Purroy, F.J. 2017. Liebre ibérica-Lepus granatensis Rosenhauer, 1856. In: Salvador, A. i Barja, I. (eds.). *Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://vertebradosibericos.org>
- Rodríguez-Teijeiro J.D., García, A., García-Galea, E., Jiménez-Blasco I., Torres, A., Puigcerver, M., Barceló, A., Muñoz, M., Vidal, F.J. i Seguí, B. 2018. *Diferències morfològiques i de coloració a la guatlla (Coturnix coturnix) entre les poblacions il·lenques (illes Gimnèsies) i continentals mediterrànies*. Congrés d'ornitologia de les terres de parla catalana, Museu de Ciències Naturals de Barcelona, Barcelona, 12-14 d'octubre 2018
- Rodríguez-Teijeiro, J.D., García, A., García-Galea, E., Jiménez-Blasco, I., Torres, A., Barceló, A., Muñoz, M., Vidal, F.J., Puigcerver, M. i Seguí, B. 2019. *Dinámica de la población de codorniz en la isla de Mallorca y comparación con las poblaciones del noreste peninsular*. *Monografía actual*.
- Tellería, J.L. 1986. *Métodos de censo en vertebrados terrestres*. *Zoología Aplicada de Vertebrados Terrestres*. Métodos de censo. Ed Raíces, Madrid
- Thomas, L., J.L. Laake, S. Strindberg, F.F.C. Marques, S.T. Buckland, D.L. Borchers, D.R. Anderson, K.P. Burnham, S.L. Hedley, J.H. Pollard and J.R.B. Bishop. 2003. Distance 4.1 Release 2.

- Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK.
<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance>.
- Thomas, L., S.T. Buckland, E.A. Rexstad, J. L. Laake, S. Strindberg, S. L. Hedley, J. R.B. Bishop, T. A. Marques, and K. P. Burnham. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5-14. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x
- Vargas, J.M. 2006. *Alerta cinegética*. Oterlo Ediciones SL. 398 pp.
- Vargas, J.M., Guerrero, J.C., Farfán, M.A., Barbosa, A.M. i Real, R. 2006. Land use and environmental factors affecting red-legged partridge (*Alectoris rufa*) hunting yields in southern Spain. *Eur J Wildl Res*, August 2006, 8 pp.
- Villafuerte, R. i Delibes-Mateos, M. 2007. El conejo, pp. 490-491. Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España, L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco (eds.). Ministerio de Medioambiente, Dirección General para la Biodiversidad, SECEM, Madrid.
- Villafuerte, R., Kufner, M.B., Delibes, M., i Moreno, S. 1993. Environmental factors influencing the seasonal daily activity of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in a Mediterranean area. *Mammalia*, 57 (3). 341-347.